



Modellstudie av potentialen för renbete anpassat till kommande slutavverkningar

Miriam Nordh

Arbetsrapport 77 2000

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET
Institutionen för skoglig resurshushållning
och geomatik
S-901 83 UMEÅ
Tfn: 090-786 58 25 Fax: 090-14 19 15, 77 81 16

ISSN 1401-1204
ISRN SLU-SRG-AR--77 --SE



Modellstudie av potentialen för renbete anpassat till kommande slutavverkningar

Miriam Nordh

Arbetsrapport 77 2000

Examensarbete på jägmästarprogrammet i ämnet skoglig planering

Handledare: Erik Wilhelmsson, Leif Mattsson, Öje Danell, SLU

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET
Institutionen för skoglig resurshushållning
och geomatik
S-901 83 UMEÅ
Tfn: 090-786 58 25 Fax: 090-14 19 15, 77 81 16

ISSN 1401-1204
ISRN SLU-SRG-AR--77 --SE

Förord

Eftersom jag är född och uppvuxen vid Norrlandskusten och under vintrarna sett renarna komma ner mot kusten för att söka betesmarker, har detta ämne fångat mitt intresse. Mitt examensarbete har, precis som jag hoppats, gett mig större kunskap och förståelse för rennäringens förhållanden och även de olika intressekonflikter som kan uppstå mellan skogsnäring och rennäring.

Jag hoppas att min analys kommer att vara av intresse för berörda näringsidkare och att den kan få leda till fortsatta studier på området.

Ett stort tack vill jag rikta till mina tre handledare som varit till stor inspiration och hjälp och utan vars stöd detta arbete inte kunnat genomföras:

Tf lektor Erik Wilhelmsson, Skoglig resurshushållning och geomatik, SLU, Umeå

Professor Leif Mattsson, Skogsekonomi, SLU, Umeå

Professor Öje Danell, Renskötselenheten, SLU, Uppsala

Ett alldeles speciellt tack vill jag rikta till Erik som visat stort tålamod och alltid funnits till hands när jag behövt råd och hjälp.

Ersmark 2000-12-22

Miriam Nordh

Summary

In the north of Sweden reindeer herding and forestry share the same land. This might sometimes lead to a conflict of interests. Ground lichen is an essential source of reindeer forage during the winter. A lot of ground lichen is destroyed as a result of common forestry measure clear-cutting, both by machinery at the actual clear-cutting and later on by site preparation. The remaining lichen is partially covered by logging residue and therefore not accessible to reindeer.

All this, in combination with the fact that open areas, more than forests, are exposed to harsh climates, makes clear-cut areas unsuitable as reindeer pastures for a number of years.

In this master thesis the effect of intensified reindeer grazing the years prior to clear-cutting have been analysed. Thus the loss of lichen-stock caused by clear-cutting and soil scarification is reduced.

The theoretical study is based on existing knowledge and a model forest made mathematically in MS Excel.

The modelling period was eleven years. At the start, year one, all of the forest was 100 years of age. One tenth of the total area was clear-cut annually, during the years four to eight. In total half of the area was cut during the eleven-year period.

Under these conditions two different strategies have been studied:

- The reindeer owner do not know about the forestry harvesting plans, thus the reindeer foraging will be evenly distributed all over the area.
- The reindeer owner knows about the forestry harvesting plans and the reindeers are directed to areas going to be clear-cut within three years. The foraging pressure in areas soon to be harvested is thus 67% higher during three years than it would have been in the same area using the strategy above.

By increasing reindeer foraging by 67% for three years prior to clear-cutting, and consequently reducing reindeer foraging in another area, the total lichen-stock will be 20% higher on the eleventh year and the accessible lichen-stock (the part not covered by logging residue) will be almost 40% higher.

The main reason for this is that by using more of the lichen-stock prior to clear-cutting less lichen is left to destruction by clear-cutting.

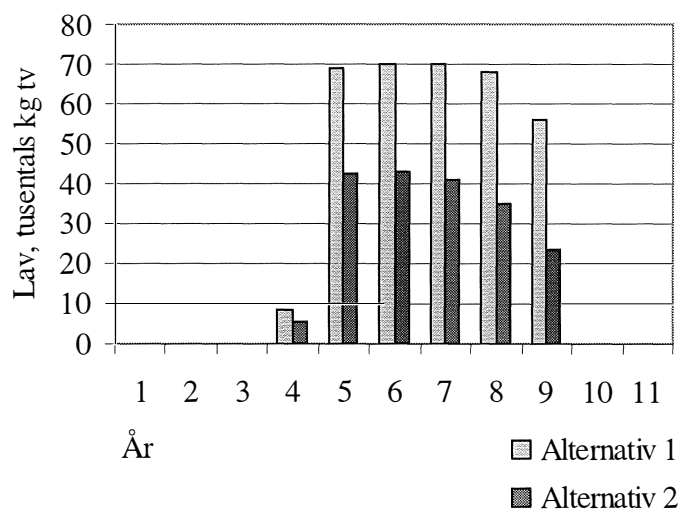


Figure 3.4. Amount of lichens that dies due to clear-cuts in alternative 1 and 2.

In this model the lichen-stock was 1000 kg/ha at year one. In the lichen growth model by Moxnes et al. (1998) that has been used, maximum growth of lichen occurs at a lichen-stock of approximately 2450 kg/ha. This suggests advantages of saving lichen at some locations: as the lichen-stock increases, so will lichen production.

A sensitivity analysis is done for:

- lichen growth,
- minimum edible lichen-stock,
- coverage of lichen by logging residue,
- decomposition of logging residue,
- how much of the lichen, covered by logging residue, that dies after clear-cutting,
- how much of the lichen that dies due to site preparation.

The conclusion of this study may therefore be that information about clear-cutting some years in advance could help reindeer owners to utilize the lichen-stock more efficiently.

Sammanfattning

I de norra delarna av Sverige bedrivs skogsbruk och rennäring på samma marker. Detta kan i flera fall leda till intressekonflikter. Marklav är en viktig del av renarnas vinterfoder. Mycket marklav förstörs vid slutavverkning, både av maskinerna vid avverkningstillfället och senare vid markberedningen. Den återstående laven täcks delvis av avverkningsrester och är därför inte tillgänglig för renbete.

Detta, i kombination med det faktum att öppna områden är mer exponerade för väder och vind än sluten skog, gör slutavverkade områden olämpliga som renbetesmarker i ett antal år efter avverkningen.

I detta examensarbete har effekten av intensifierad renbetning åren före slutavverkning analyserats. På detta sätt skulle förlusten av lav, som orsakas av avverkning och markberedning, kunna minskas.

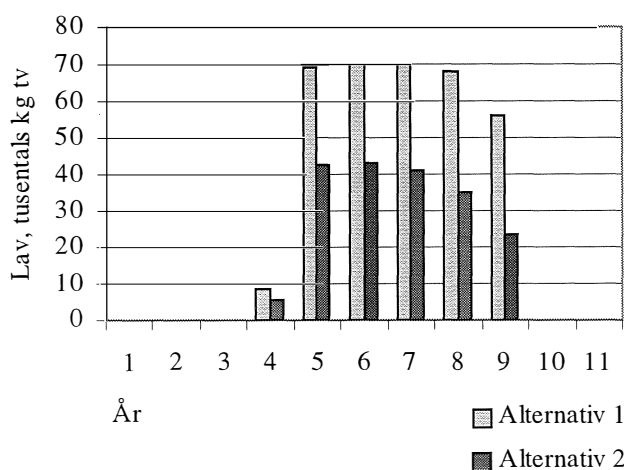
Studien baseras på befintlig kunskap och har utförts i form av en matematisk modell i MS Excel.

Modellperioden var elva år. I utgångsläget, år ett, var all skog 100 år gammal. En tiondel av arealen slutavverkades årligen åren fyra till och med åtta. Totalt avverkades halva arealen under elvaårsperioden.

Under dessa förhållanden studerades två olika strategier:

- Renägarna känner inte till skogsbrukets avverkningsplaner och renarna betar jämnt spridda över arealen.
- Renägarna känner till skogsbrukets avverkningsplaner och styr renarna till områden som ska avverkas inom tre år. Betestrycket inom dessa områden är därför 67% högre under de tre sista åren före avverkning än det skulle ha varit om strategi nr 1 använts.

Genom att öka betestrycket med 67% i tre år före slutavverkningen och följaktligen minska betestrycket i ett annat område, kommer det totala lavförrådet att vara 20% högre år elva. Det tillgängliga lavförrådet (d v s den del av lavförrådet som inte täcks av avverkningsrester) kommer då att bli nästan 40% högre. Genom större avbetning av lavförrådet före avverkning, återstår mindre lav som kan förstöras utan att komma renarna till del.



Mängd lav som dör på grund av avverkning i Alternativ 1 och 2.

I denna studie var lavförrådet 1000 kg/ha vid modellperiodens början. I den lavtillväxtmodell av Moxnes m fl (1998) som använts, infaller den maximala lavtillväxten vid ett lavförråd av ungefär 2450 kg/ha. Att spara lav innebär i detta fall den positiva effekten, att när lavförrådet ökar, ökar även lavproduktionen.

Känslighetsanalys är gjord för:

- Lavtillväxt
- Minsta betningsbara lavmängd
- Marktäckningsprocent av avverkningsrester
- Avverkningsresters nedbrytningshastighet
- Andel ristäckt lav som dör efter avverkning
- Andel lav som försvinner vid markberedningen

Av denna studie kan alltså slutsatsen dras, att information om avverkningsplaner några år i förväg skulle kunna hjälpa renägare att utnyttja lavförrådet mer effektivt.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SUMMARY.....	1
SAMMANFATTNING	2
1. INLEDNING.....	7
1.1 ALLMÄNT	7
1.2 SYFTE	7
1.3 GRUNDLÄGGANDE OM SKOGSBRUK OCH SKOGLIG PLANERING	7
1.4 GRUNDLÄGGANDE OM DEN SVENSKA RENNÄRINGEN	9
1.4.1 Renskötselns organisation.....	9
1.4.2 Renbetesmarker och renantal	9
1.4.3 Rennäringen i relation till andra näringar	12
1.4.4 Renbetning vintertid	13
1.4.5 Lavförråd och lavtillväxt.....	14
2. MATERIAL OCH METODER.....	15
2.1 MODELL	15
2.1.1 Grundläggande konstruktion	15
2.1.2 Skogens tillväxt och utveckling	15
2.1.3 Lavförrådets tillväxt och utveckling.....	16
2.2 ANALYSER	18
2.2.1 Betningsalternativ 1 och 2.....	18
2.2.2 Känslighetsanalyser	19
3. RESULTAT	21
3.1 BETESALTERNATIV 1, INGEN KÄNNEDOM OM AVVERKNINGSPLANER	21
3.2 BETESALTERNATIV 2, AVVERKNINGSPLANER BEAKTAS ...	22
3.3 JÄMFÖRELSE MELLAN ALTERNATIVEN	23
3.4 KÄNSLIGHETSANALYSER.....	24
3.4.1 Lavens tillväxt och maximalt lavförråd.....	24
3.4.2 Minsta betningsbara lavmängd.....	25
3.4.3 Avverkningsresters täckningsgrad.....	26
3.4.4 Avverkningsresters nedbrytningshastighet.....	26
3.4.5 Andel ristäckt lav som dör.....	27
3.4.6 Andel lav som försvinner vid markberedningen.....	28
4. DISKUSSION	29
LITTERATURFÖRTECKNING.....	31

1. Inledning

1.1 Allmänt

Skogsbruk och rennärning bedrivs till stor del på samma marker. De åtgärder som utförs ramen för resp näring har effekter även på den andra näringen. Marklav är en viktig renbetesresurs under vintern. Slutavverkning medför att en del marklav körs sönder eller göms under det ris som lämnas kvar. Dessutom försämras betesmöjligheterna vintertid eftersom snötäcket blir hårdare på hyggen. Vid markberedning förstörs en del av marklaven. Även andra åtgärder i skogsbruket påverkar renskötseln negativt. Renskötsel påverkar skogsskötseln negativt tex genom trampskador i plant- och ungskog, och genom krav på hänsyn på vissa marker. Det är angeläget att hitta metoder för att minska de negativa effekterna.

1.2 Syfte

Genom planering ökas möjligheterna att utnyttja de faktiska tillgångarna. Om renägarna känner till skogsägarnas avverkningsplaner tillräckligt långt i förväg borde de, åtminstone rent teoretiskt, kunna maximera utnyttjandet av berörda områden och sänka lavförrådet på dessa så att de vid avverkningen har ett så lågt lavförråd som möjligt. Kvarvarande lavförråd förstörs till stor del vid avverkning och markberedning och blir dessutom otillgängligt och olämpligt för en relativt lång tid genom avverkningsresterna och sitt utsatta läge.

Om denna lav utnyttjas maximalt borde det möjliggöra sparande av lav på andra marker, som inte står i begrepp att avverkas. Hypotesen är att en större del av det existerande lavförrådet skulle då kunna utnyttjas och de negativa effekterna av avverkningar skulle minimeras.

Syftet med detta examensarbete är således att med hjälp av en modell, byggd på befintlig kunskap, undersöka möjligheten med att betning koncentreras till de avdelningar som snart ska slutavverkas, jämfört med att renbetningen planeras utan kunskap om och oberoende av skogsbrukets slutavverkningsplaner.

1.3 Grundläggande om skogsbruk och skoglig planering

Den svenska skogsmarksarealen, som utgör 65% av Sveriges yta (Sveriges Nationalatlas, Skogen, 1990) ägs till:

- 51% av privata markägare
- 39% av aktiebolag
- 7% av övriga allmänna, förutom staten
- 3% av staten

(Skogsstyrelsen, 2000)

På nästan all skogsmark bedrivs någon form av skogsbruk, främst för att utnyttja den tillväxtpotential och det på rot stående kapital som skogen kan innebära. Det nu vanligaste skogsbrukssystemet kallas traktthyggesbruk och innebär att skogen delas upp i olika, relativt homogena, bestånd där huvuddelen av virkesskörden sker vid ett tillfälle,

då hela virkesförrådet avverkas. Beståndet anses avverkningsmoget vid en ålder av mellan 80 och 150 år, beroende på skogens tillväxttakt och markägarens preferenser.

Efter slutavverkningen vidtar föryngringsperioden. Skogsvårdslagen stadgar att avverkade skogsområden måste beskogas igen, om inte marken ska utnyttjas för andra ändamål. Därför vidtas lämpliga åtgärder för föryngring. Detta kan innebära självsådd från kvarlämnade träd eller en kulturåtgärd, d.v.s. sådd eller plantering.

För att förbättra de små plantornas överlevnads- och tillväxtmöjligheter brukar markberedning utföras. Markberedning bör ske inom de närmaste åren efter avverkning, plantering eller sådd ytterligare något år senare. Mekaniska markberedningsaggregat som gör någon form av spår eller fåror i marken är vanligast men även hyggesbränning förekommer. Markberedningens syfte, att förbättra trädplantornas möjligheter genom att avlägsna konkurrerande vegetation, kommer alltid att stå i strid med önskan att bevara vegetationen intakt.

Genom att röja ungskogen kan man sedan, utifrån de förutsättningar som finns, gynna ett lämpligt antal träd med förutsättningar att, inom rimlig tid, utvecklas till stammar av god kvalitet. Vanligtvis röjs ungskogen när träden är 1,5 – 4 m höga och de bortröjda träden brukar lämnas kvar i skogen.

Efterhand som skogen växer till, gallras den en eller fler gånger. Gallringen innebär att skogen glesas ut (vanligen med 20 – 40%) så att de kvarlämnade träden kan fortsätta att växa i god takt. Vid gallringen tillvaratas det utgallrade virket, vilket innebär att skogen kan ge intäkter före slutavverkningen.

En skogsägare med en genomsnittlig fastighet (ungefär 50 ha) kan förväntas ha tio till 20 bestånd. För dessa finns ofta formella planer i form av skogsbruksplaner med tillståndsbeskrivning och åtgärdsförslag på tio års sikt. Många skogsägare som saknar planer eller har mer än 10 år gamla skogsbruksplaner torde ändå ha informella planer för sin skog. Således finns det någon form av plan för en stor del av den privatägda skogsmarken. Det innebär att skogsägaren har en uppfattning om hur skogen ska skötas, dvs typ av åtgärd och i grova drag även när i tiden. Teoretisk ska åtgärder utföras så att måluppfyllelsen maximeras. Samtidigt är alla sådana planer flexibla och definitiva beslut om åtgärder fattas oftast inte förrän något år i förväg, och ofta med betydligt kortare tidshorisont.

Inom storskogsbruket är planerna oftast formella. Beslut om åtgärder i bestånd tas successivt. Analyser på 100 års sikt ligger som underlag för beslut om avverkningsvolym och -areal, samt avverkningens fördelning på slutavverkning och gallring. Dessutom bestäms då ambitionsnivån i skogsvården, samt principen för hur avdelningar bör rangordnas för slutavverkning och naturvård. Det kan t. ex. innebära att virkesrika, grova och gamla bestånd har högre prioritet för att avverkas än de med låg volym, klen diameter och låg ålder.

I den taktiska planeringen väljs de avdelningar som bör slutavverkas under den kommande tre- till femårsperioden. Denna mängd fylls på efter hand som man slutavverkar.

Under den operativa planeringen väljs de avdelningar ut som ska slutavverkas de närmaste månaderna. Planen kan dock ändras in i det sista om t. ex. Bärighetsförhållandena blir för dåliga eller om efterfrågan på timmer och massaved ändras, förutsättningar som skogsbruket ej kan styra.

Vad som i det enskilda fallet är bästa åtgärd styrs av ägarens behov av inkomster och virke, marknadsbedömningar och övriga möjligheter och preferenser, mm. Åtgärder ska utföras inom skogsvårdslagens ramar, det vill säga följa samhällets krav och normer. Med givna förutsättningar finns i varje fall ett bästa sätt att sköta skogen på. Avsteg från denna optimala handlingsplan innebär inoptimalförluster.

1.4 Grundläggande om den svenska rennäringen

1.4.1 Renskötselns organisation

Renskötseln anses ha en avgörande betydelse för den samiska kulturens fortlevnad (Johansson och Lundgren 1988). Den moderna svenska renskötseln har genomgått genomgripande förändringar sedan rennomadismens dagar. Dagens renskötare använder en mångfald tekniska hjälpmedel i sitt arbete som t. ex. snöskoter, lastbil, helikopter och mobiltelefon. Dessutom är de renskötande familjerna numera, i stort sett, bofasta. Grundprincipen är dock alltså den samma; renhjordarna måste flytta dit där naturen, allt efter säsong, kan tillgodose betesbehovet.

Renskötseln organiseras inom samebyar. En sameby är en ekonomisk och administrativ sammanslutning, men även benämningen på det område där samebyn har rätt att bedriva renskötsel. Samernas historiska utnyttjande av mark och vatten ligger till grund för deras nyttjanderätt i nutid. Denna rättighet är en förutsättning för att renskötsel ska kunna bedrivas och baseras inte på någon statlig upplåtelse utan på urminnes hävd och innebär att samer har rätt att utnyttja mark och vatten till uppehälle för sig och sina renar. Rätten att vara medlem i en sameby, och driva ett rennäringensföretag, är förbehållen den vars föräldrar eller far-/morföräldrar varit renskötande eller som ingår i en sådan familj, och gäller således inte alla svenskar eller ens alla samer.

Det finns totalt 51 samebyar. Samebyarna indelas ofta i (SCB m.fl. 1999, Gustafsson 1986):

- *Fjällsamebyar* (33 st.), som finner sommarbete för sina renar i områden väster om odlingsgränsen, huvudsakligen i den egentliga fjällkedjan.
- *Skogssamebyar* (10 st.), som huvudsakligen finner sommarbete för sina renar nedan fjällkedjan bl.a. på myrar och vid sjökanter i skogslandet.
- *Koncessionssamebyar* (8 st.), renskötsel bedrivs öster om lappmarksgränsen i Torne och Kalix älvdalar på privat mark av en koncessionshavande same. Koncession beviljas av länsstyrelsen.

1.4.2 Renbetesmarker och renantal

Renskötselrätten omfattar ungefär 40% av Sveriges yta (SCB m.fl. 1999). Enligt SOU 1966:12 beräknas nettoarealen renbete till ca 137 000 km². Renskötselområdet indelas vanligen i åretruntmarker, där renskötsel får bedrivas hela året, respektive vinterbetesmarker, där renskötsel får bedrivas mellan 1 oktober och 30 april.

Åretruntmarkerna omfattar (figur 1.1 nedan):

- Mark belägen väster om odlingsgränsen i Västerbottens och Norrbottens län.
- På mark öster om odlingsgränsen men väster om lappmarksgränsen, där skogsrenskötsel av tradition bedrivits under våren, sommaren eller hösten förutsatt att

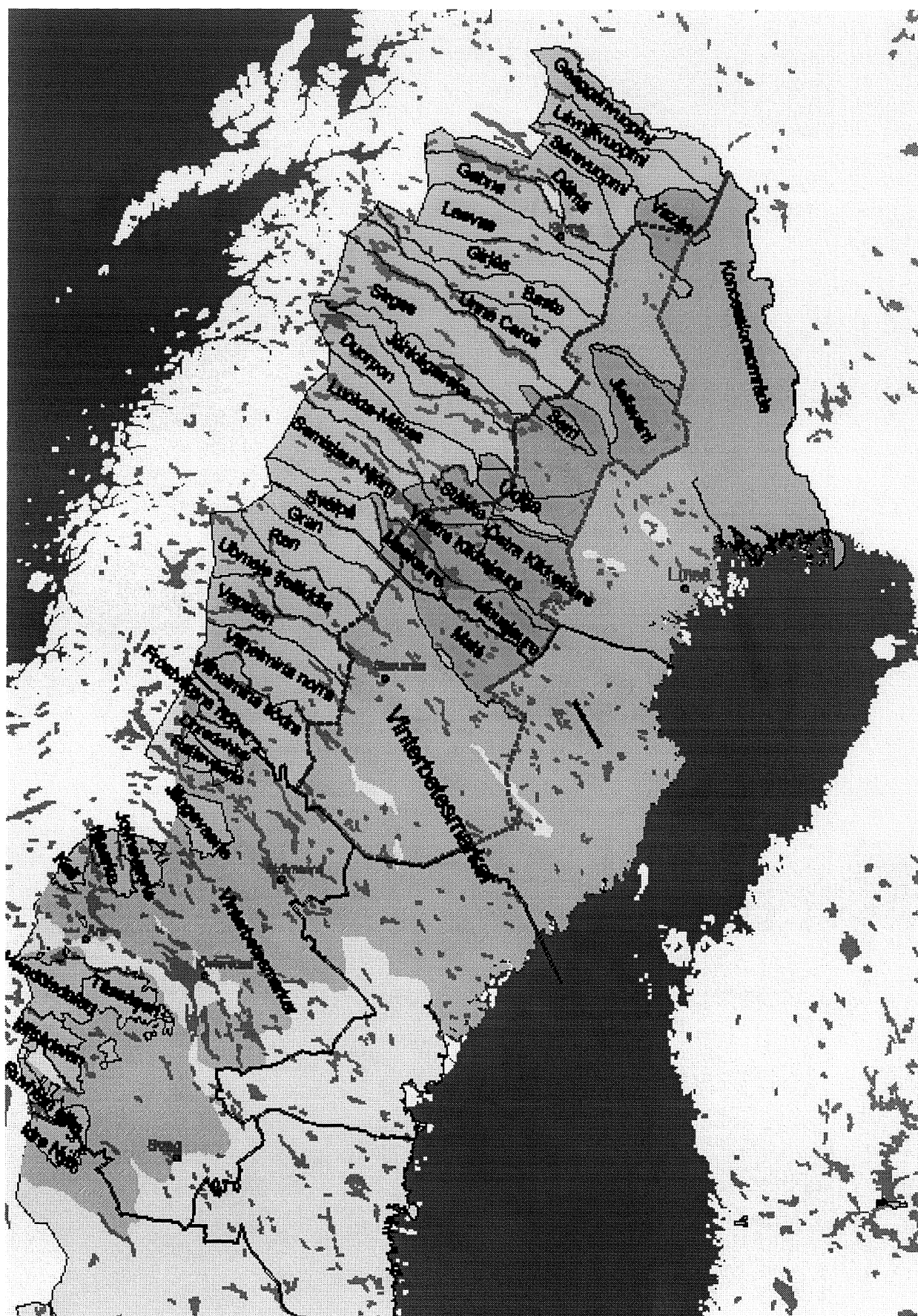
marken antingen tillhör, eller vid utgången av juni 1992 tillhörde staten, eller är renbetesland.

- På renbetesfjällen i Jämtlands och Dalarnas län som vid utgången av juni 1992 tillhörde staten och var särskilt upplåtna för renbete.

Vinterbetesmarkerna omfattar:

- Områden öster om odlingsgränsen men väster om lappmarksgränsen som ej hör till åretruntmarkerna.
- Områden öster om lappmarksgränsen och renbetesfjällen där renbete av tradition bedrivits.

Antalet renar i Sverige har under 1900-talet varierat cykliskt mellan ungefär 175 000 och 275 000 djur i vinterhjorden. År 1998 var antalet ungefär 227 000 st (SCB m.fl. 1999).



Figur 1.1. Renskötselområdet uppdelat på sommar- och vinterbetesmarker, koncessionsområdet samt samebyarna.

1.4.3 Rennäringen i relation till andra näringar

Den mark som används för renbete ägs i huvudsak av andra än samerna. Lagen ger dock renskötarna vissa rättigheter.

Fjellström (1985) menar att renägarnas, och samesamhällets, förutsättningar med tiden trängts in i allt snävare ramar på grund av skogsbruk, vägar, kraftverk och samhällsbyggnad.

Skogsbruk bedrivs på nästan hela renskötselns vinterbetesområden och bägge näringarna både utnyttjar och påverkar sin miljö på ett sätt som inte alltid är av godo för den andra parten.

Några exempel på negativ påverkan:

- *Slutavverkning* skapar stora öppna ytor där snö- och väderförhållandena blir mer ofördelaktiga för renarna (bl.a. Eriksson 1975). Slutavverkning görs även i äldre, gles granskog som ofta är rik på trädlavar. Trädlavar är ett viktigt vårvinterbete när markbete förhindras av skare (bl.a. Eriksson och Raunistola 1993a).
- *Avverkningsrester* hindrar renarna att komma åt betet. Enligt Helle, Aspi och Kilpelä (1990a) täckte avverkningsresterna som mest 60% av marken på de hyggen i Kuusamo som ingick i provserien. Virkesförrådet, trädslagsblandningen (Marklund 1988) och avverkningsmetoden påverkar mängden avverkningsrester såväl som dess spridning på hygget, och därigenom dess beteshindrande effekt. Eriksson (1976a, 1976b) hävdar att beteshindrande avverkningsrester vanligen täcker cirka 40% av betesarealen direkt efter avverkning på skarp och torr ristyp. Enligt Erikssons undersökningar skulle hyggesavfallet sedan till en början minska ganska snabbt, i och med att barren faller av, i början med ungefär 10 procentenheter per fem år och sedan något långsammare.
- *Markberedning* avlägsnar stora delar av lavförrådet och speciellt radikala metoder påverkar terrängen så att förflyttningen av renarna försvåras (bl.a. Mattsson 1981, Eriksson 1976b). Enligt Raunistola (1994) och Eriksson och Raunistola (1990) täcks 40 – 55% av marken av tilor/högar eller fåror/spår efter harvning eller högläggning. Påverkansgraden varierar dock beroende på hur kraftigt markberedningsingreppet görs.
- *Ungskog* är ofta för tät för att ge tillräckligt vid sikt och god framkomlighet för att utgöra lämpliga betesmarker för ren (bl.a. Helle m.fl. 1990a).
- De olika *vägar* som genomkorsar landskapet drar visserligen även renägare nytta av men vägarna tar också betesmark i anspråk och fragmenterar betesmarkerna på ett negativt sätt. Det är vanligt, speciellt vid dåliga betesförhållanden, att renarna skingrar sig efter skoterspår och vägar (Mattsson 1981). Detta försvårar för renskötarna i deras arbete att hålla renarna under uppsikt och ökar risken att renarna försvagas av svält eller vandrar iväg så att renägarna inte kan hitta dem (Svonni, okänt).
- *Renar* skadar plantor när de trampar omkring och gräver efter föda och de fejar ibland på ungskogen (bl.a. Helle och Moilainen 1993, Ekberg 1987). Skadefrekvensen varierar och kan vara betydande, åtminstone där betestrycket är hårt.

- Skogsägarna måste enligt *SVL 31§* (Skogsstyrelsen 1994) ta hänsyn till eller samråda med renskötelsen vid föryngringsavverkning, beståndsanläggning och byggande av skogsbilvägar.

1.4.4 Renbetning vintertid

Vintertid erbjuder inte naturen ett sådant överflöd som sommartid. Renen är, liksom andra arktiska djur, anpassad efter detta faktum (Dahle m.fl. 1999). Renens tillväxt sker således sommartid. Tillgången på bete vintertid ska medge att renarna överlever med bibehållen god kondition, så att sommarsäsongen kan utnyttjas maximalt. Renens grundbehov av energi vintertid är (Dahle m.fl. 1999) mellan 18 och 20 MJ per dygn vilket motsvarar 1,6-1,7 kg torrs substans blandat växtmaterial med en genomsnittlig smältbarhet av 0,7. Enligt en litteratursammanställning av Eriksson m.fl. (1981) är energibehovet för metabolism och grundläggande aktiviteter hos ren vintertid mellan 17,1 – 31,4 MJ/dygn. Energibehovet varierar kraftigt med bl.a. graden av fysisk aktivitet, stress och snöförhållanden men torde, enl. Danell pers. medd., ligga närmare den nedre gränsen och knappast över 20 MJ/dygn utom möjligen kortare stunder.

Under vintern äter renen alla de växter och växtdelar som den kan tillägna sig, dvs som har tillräcklig smältbarhet. För detta sätter fysiologin sina begränsningar: om fodret har för låg smältbarhet kommer renen inte att kunna äta tillräckligt för att undvika svält (Moxnes m.fl. 1998). Ett av vinterns mest lättsmälta och energirika foderslag är lav. Lav är också en huvudsaklig, och under våra förhållanden alldeles nödvändig, del av renens vinterdiet (Dahle m.fl. 1999) och utgör normalt 30-65% av den intagna födan (torrvikt) enligt Eriksson (1977) och mellan 15 och 90% enligt Andrejev (1977). Andrejev, som grundar sina siffror på ryska förhållanden, uppger också att anpassningen till olika sammansättning hos vinterfoder tycks vara ärftlig och variera mellan renens olika underarter. Renen äter många olika lavarter, bland annat renlavar, snölav, påskrislav och trädlavar av olika slag.

Förutom lav äter renen ris av olika slag t. ex. blåbär, kråkbär, ljung, dvärgbjörk samt bark och knoppar av björk och vide och graminoider av olika slag. I våmprover ingår dessutom ofta ganska betydande mängder tallbarr och mossor. Det är troligt att de huvudsakligen kommer med oavsiktligt när renen betar andra foderväxter. (Eriksson m.fl. 1981) och de har mycket låg smältbarhet.

Exakt vad och i vilka proportioner renen betar av det ena eller det andra, beror på tillgången och på åtkomligheten. Vid dålig tillgång på lav kommer renarna att i allt större utsträckning beta av andra växter (se bl.a. SCB 1999 och Moxnes m.fl. 1998). Enligt Danell (pers. medd.) blir renarna allt mer oroliga och svåra att hantera vid dålig betestillgång. Det är därför inte önskvärt eller ens möjligt att hålla dem inom ett sådant område. Det är svårt att exakt säga var gränsen går för när lavförrådet är för litet för att renarna ska kunna beta. Detta påverkas ju av en mängd faktorer, t. ex. tillgången på andra betesväxter och lavförrådets spridning över arealen.

Med åtkomlighet avses oftast snöförhållandena. Exempelvis snödjup >0,75 m, skare, hårdpackad snö eller isbildning på vegetationen kan försvåra eller omöjliggöra renbetning och påverkar också artsammansättningen bland betesväxterna både kvalitativt och kvantitativt (Eriksson 1976c, Eriksson 1977). Förutom av väderleken kan åtkomligheten även försvåras av avverkningsrester, vägar eller andra anläggningar som tidigare påpekats.

1.4.5 Lavförråd och lavtillväxt

I en studie av Eriksson och Raunistola (1993b) var lavbiomassan av *Cladina spp.* (renlavar) ungefär 3500 kg tv (torrvikt)/ha. Lav av arterna *Cladina spp.* täckte då 61% av markytan. På kontrolytorna var lavförrådet i genomsnitt nära 5000 kg tv/ha i slutet av undersökningsperioden. Lavtäcket på denna plats beskrivs emellertid som ”prominent” redan i inledningsfasen och var inhägnat med ett renstängsel. Undersökningsområdet var vid 64°00' N, 18°50' Ö d. v. s. utanför Fredrika, Västerbottens län.

Vid en lavinventering i Vindeln, Västerbottens län, där renbetning är vanligt förekommande, var den genomsnittliga lavbiomassan 1008 kg tv/ha (Björklund 2000). Detta avser marker som i förväg antagits innehålla lav, frånsett de provbestånd som vid inventeringen visade sig sakna lav. Det högsta uppmätta värdet var 1765 kg tv/ha. Dessa värden kan förmodas vara mer genomsnittliga för marker med lav i Västerbotten än värdena i Eriksson och Raunistola (1993b).

Helle, Kilpelä och Aikio (1990b) hävdar att lavbiomassan på torr och skarp ristyp i det finska renskötselområdet där ren inte betat är 3000 kg tv/ha. Gaare m.fl. (Nordisk ministerråd, 1999) menar, utifrån teoretiska beräkningar, att lavbiomassan borde kunna bli runt 12 000 kg tv/ha i Norge. Moxnes m.fl. (1998) antar att den ekologiska bärförmågan för lav är 6000 kg tv/ha, vilket är inom ramarna för tidigare nämnda arbeten.

Det finns många olika bud vad gäller renlavens tillväxttakt. De flesta tycks mena att tillväxten brukar ligga mellan 5 och 20% per år (bl.a. Dahle 1999, Moxnes m.fl. 1998, Helle m.fl. 1990b, Helle, Aspi och Tarvainen 1983, Esseen 1978). Man måste dock hålla i minnet att samma absoluta tillväxt (mätt i t. ex. mm eller kg) ger lägre procentuell tillväxt vid ett högt lavförråd, än vid ett lågt. Den verkliga tillväxten torde dock öka med lavförrådet till en viss gräns varefter tillväxten är i stort sett konstant. Med ökande stående biomassa ökar dock förlusterna genom slitage och genom att lavmattan dör av underifrån varför nettotillväxten (= verklig tillväxt – förluster) för höga lavförråd avtar med ökande lavbiomassa. Lavtäcket kan vara mycket varierande och om nettotillväxten inte är linjär så betyder det att lavbålar av olika storlek inte växer till lika snabbt.

En annan orsak till osäkerheten kan ha sin grund i svårigheten att översätta mätningar på lavbålars tillväxttakt till en genomsnittlig eller maximal tillväxttakt.

Olika mikro- och makroklimat ger varierande tillväxtbetingelser, och därmed olika tillväxttakt, på lokaler med varierande trädsikt på olika platser i Skandinavien (Grahne 1983, Helle m.fl. 1983) och de olika renlavarterna har alla olika krav på sin miljö (Helle m.fl. 1983).

En undersökning av Helle m.fl. (1983) i Finland visar på skillnader mellan olika renlavars tillväxttakt, både absolut och relativt olika miljöförhållanden. Helle m.fl. menar sig inte kunna dra någon allmän slutsats angående tillväxten av *Cladonia spp.* efter avverkning. Gran (1983) menar däremot att hans undersökning visar att lavtäcket växer sämre efter en kalavverkning vilket han tillskriver den ökade expositionen. Eriksson (1976b) föreslår att den lav som täcks av ris efter en avverkning kanske växer bättre än sådan som är mer exponerad.

2. Material och metoder

2.1 Modell

2.1.1 Grundläggande konstruktion

För beräkning av lavförrådets utveckling vid olika betesstrategier konstruerades en matematisk modell i MS Excel som bestod av en modellskog med 100 st bestånd. För att förenkla beräkningarna och tydliggöra skillnaderna mellan de olika betesalternativen gjordes alla bestånd lika stora, 10 ha, och med identiska utgångslägen. Denna areal kan tänkas utspridd på ett större markområde. Beräkningen görs, i detta fall, bara på skog som är avverkningsbar och som har lav. Framskrivningen görs för ett år i taget i tio år. Med det första året, då ingångsvärden används, omfattar modellen således totalt elva år.

Följande ingångsvärden, beståndsdata, angavs för varje bestånd:

<i>Beståndsålder</i>	100	<i>år</i>
<i>Virkesförråd</i>	200	<i>m³ sk/ha</i>
<i>Ståndortsindex</i>	18	<i>m</i>
<i>Bonitet, potentiell tillväxt per ha och år</i>	3,1	<i>m³ sk/ha*år</i>
<i>Lavförråd</i>	1000	<i>kg tv/ha</i>

2.1.2 Skogens tillväxt och utveckling

Skogens utveckling skattades sedan separat för varje bestånd. Det första året användes ingångsvärdet för virkesförrådet. Därefter beräknades virkesvolymen som volym plus tillväxt årsvis i tio år med hjälp av en volymtillväxtprocentfunktion (Fridman 1995), förutsatt att beståndsåldern översteg 25 år. Tillväxtprocentfunktionen är baserad på Riksskogstaxeringens material.

$$TVP = 282,6857426 * ALD^{-0,8956926} * SIS^{0,0762544} * V^{-0,1815631}$$

TVP Väderkorrigerad årlig tillväxtprocent under den senaste femårsperioden, procent.
(Används till att förutsäga följande års tillväxt.)

ALD Grundytevägd beståndsålder, år.

SIS Ståndortsindex för bonitetsvisande trädslag, meter.

V Virkesförråd per hektar, m³sk.

Skogens utveckling styrs inte bara av de naturliga förutsättningarna utan även av skogsbrukarens skogliga åtgärder. I modellskogen utfördes inga gallringar utan endast slutavverkningar. Sammanlagt under elvaårsperioden slutavverkas 500 ha, d.v.s. halva den totala arealen, uppdelad på 100 ha/år under år fyra till åtta. Markberedning utfördes ett år efter avverkning och ytterligare ett år senare förnygrades den avverkade arealen genom plantering med ettåriga tallplantor.

I de bestånd där beståndsåldern var under 25 år beräknades virkesförrådets utveckling med hjälp av produktionsmallens totalproduktionsfunktion (Fridh och Nilsson 1980):

$$Totalproduktion = 164,16(1 - 6,3582^{-relativ\ddot{a}lder / 100})^{2,8967}$$

I funktionen är den relativa åldern lika med skogens verkliga ålder i procent av växttiden. Växttiden definieras som tiden mellan beståndets anläggning och tidpunkten för medeltillväxtens kulmination (Fridh och Nilsson 1980). Vid den relativa åldern 100 är således totalproduktionen lika med den genomsnittliga tillväxten multiplicerad med växttiden.

2.1.3 Lavförrådets tillväxt och utveckling

För att beskriva lavförrådets tillväxt har Moxnes m.fl. (1998) modell använts.

$$g_t = A \frac{g_{\max}}{\left(\frac{\alpha_1}{\alpha_1 + \alpha_2}\right)^{\alpha_1} \left(\frac{\alpha_2}{\alpha_1 + \alpha_2}\right)^{\alpha_2}} \left(\frac{L_t/A}{C_L}\right)^{\alpha_1} \left(1 - \frac{L_t/A}{C_L}\right)^{\alpha_2}$$

g_t Lavtillväxt, kg TV

A Areal med lav, ha

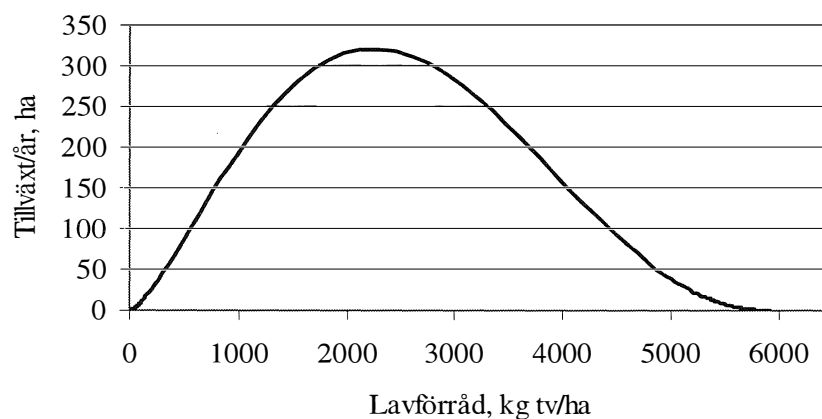
α_1 Exponent 1; 1,5

α_2 Exponent 2; 2,5

g_{\max} Maximal lavtillväxt per år och ha, kg/ha; 320

L_t Lavförråd, kg

C_L Markens bärförmåga för lav, i normala lavförande områden, kg TV/ha; 6000

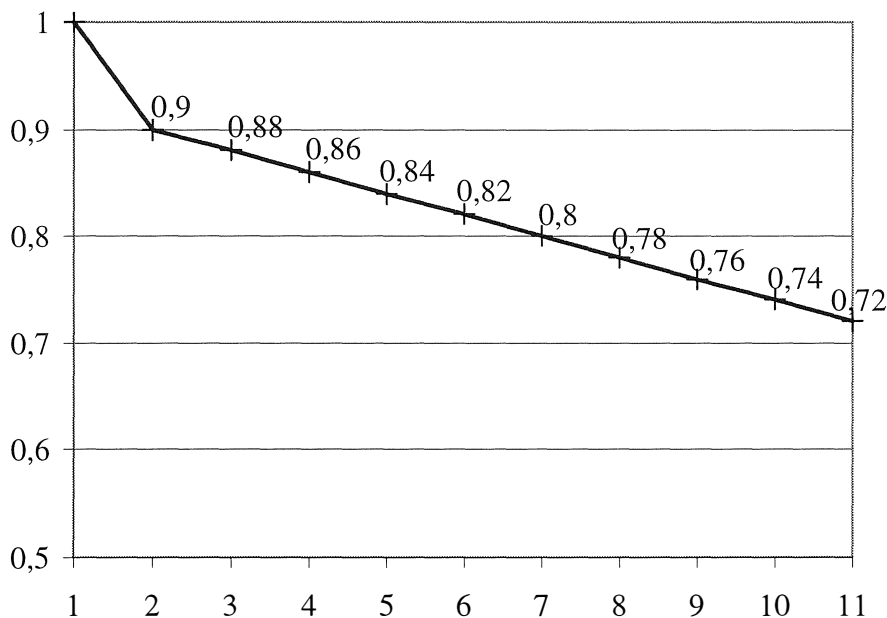


Figur 2.1 Tillväxtfunktion enligt Moxnes m.fl. (1998).

Skogliga åtgärder påverkar lavförrådets utveckling på olika sätt. I modellen beaktas inte eventuell nedsatt tillväxt hos lav efter avverkning. Vid avverkning lämnas avverkningsrester på marken som hindrar renarnas betning. Hur mycket avverkningsrester det blir beror på bl.a. virkesförrådet. Beräkningarna i modellen utgår från att 40% av laven täcks av avverkningsrester efter en avverkning och att 20% av den lav som täcks av avverkningsrester, d.v.s. 8% lavförrådet i det avverkade området, dör som ett resultat av ogynnsamma miljöförhållanden och mekaniska skador vid avverkningen. För detta antagande finns visst stöd i Eriksson (1976a). Resterande 32% fortsätter att växa men kan

inte betas av renar. Detta är samma antagande som Björklund (2000). Denna andel är skyddad mot renbete i modellen men friläggs successivt i och med att avverkningsresterna förmultnar. Det kan därför finnas en hel del lav i ett område utan att renarna kan komma åt att beta något. Den del av laven som inte täcks av ris, 60%, fortsätter att växa som vanligt.

Avverkningsresterna beräknas minska enligt diagrammet nedan.



Figur 2.2 Avverkningsresternas nedbrytningshastighet.

Markberedningen antas förstöra 50% av det lavtäck som återstår ett år efter avverkning.

Renägare använder lavförrådet i detta fiktiva område som betesresurs. För att beskriva renarnas bete i området används begreppet renbetesdagsekvivalenter. En renbetesdagsekvivalent motsvarar en genomsnittlig rens dygnskonsumtion av lav.

Renens dygnskonsumtion beräknas enligt Dahle m.fl. (1999) som:

$$BI = \frac{ME}{(18,048 * Smb_T - 1,13)} * \text{andel lav}$$

<i>BI</i>	Genomsnittlig lavförbrukning, kg foder/dygn och ren, 1,05
<i>ME</i>	Genomsnittlig upptagen omsättbar energi, MJ/dygn och ren, 19
<i>Smb_T</i>	foderblandningens genomsnittliga smältbarhet
<i>andel lav</i>	andel lav i födan, 0,65

$$Smb_T = \text{lav} * smb_L + \text{övrigt} * smb_ö$$

<i>lav</i>	andel lav i födan, 0,65
<i>smb_L</i>	genomsnittlig smältbarhet för lav, 0,8
<i>övrigt</i>	andel växtmaterial som ingår i födan och som inte är lav, 0,35
<i>smb_ö</i>	genomsnittlig smältbarhet för foderväxter förutom lav, 0,56

Renbetesintensiteten bestämdes för varje bestånd och år. Det totala antalet renbetesdysgnsekvivalenter var dock konstant 162000 för hela området, varje år.

Sammanfattningsvis kan alltså sägas att lavmängden år $t+1$ beräknades som:

$$Lav \text{ år } t + Tillväxt - Förbrukning - Lav \text{ som förstörts på grund av skogliga åtgärder}$$

2.2 Analyser

2.2.1 Betningsalternativ 1 och 2

Två olika renbetesstrategier har studerats.

Alternativ 1

Renägarna/renskötarna känner inte till vilka avdelningar som ska slutavverkas och renbetningen är fördelad jämnt över den tillgängliga arealen.

Alternativ 2

Renägarna/renskötarna känner till vilka områden som ska avverkas tre år i förväg. Renarna dirigeras så att betestrycket blir 67% högre i dessa områden än det är i Alternativ 1. Under samma tid minskas betestrycket med 67% på en motsvarande stor yta som inte kommer att avverkas inom den tid som modellen omfattar. Den totala mängden lav som renarna förbrukar blir alltså lika i båda alternativen.

För båda strategierna gäller att:

- Avverkade områden blir otillgängliga för renbete under resten av modellperioden.
- Bestånd med mindre lavförråd än 500 kg tv/ha vid årets början är otillgängliga för renbete.

Tabell 2.1 Genomsnittligt antal renbetesdagsekvivalenter per ha och år.

		Areal tillgänglig för bete (ha)	Renbetesdags- ekvivalenter (per ha)
År	1	1000	162
År	2	1000	162
År	3	1000	162
År	4	900	180
År	5	800	203
År	6	700	231
År	7	600	270
År	8	500	324
År	9	500	324
År	10	500	324
År	11	500	324

Antalet renbetesdagsekvivalenter per ha ökar i och med att avverkade områden blir otillgängliga för renbetning.

2.2.2 Känslighetsanalyser

Beräkningar gjordes för att analysera hur lavförrådet och betestillgången i absoluta och relativa termer och skillnaderna påverkas av variationer i de olika parametrarna:

- Lavtillväxt,
- Minsta betningsbara lavmängd,
- Marktäckningsprocent av avverkningsrester,
- Avverkningsresters nedbrytningshastighet,
- Andel ristäckt lav som dör efter avverkning,
- Andel lav som försvinner vid markberedning.

Lavtillväxt

För att undersöka inverkan av andra maximala tillväxthastigheter än 320 kg tv/ha och år beräknades effekten på områdets totala lavförråd år 11 i Alternativ 1 och 2 för: 350, 400, 450, 500, 550 respektive 600 kg tv/ha maximal tillväxt per år och dessutom för 300 kg tv/ha och år i Alternativ 2.

Minsta betningsbara lavmängd

För att undersöka hur lägsta tillåtna gräns för renbete påverkade betesförrådet i de bägge betesalternativen beräknades det maximala betestrycket under elva år vid: 0, 200, 400, 600, 800 respektive 1000 kg tv/ha lav som lägsta tillåtna gräns för renbetning i Alternativ 1 och 2.

Marktäckningsprocent av avverkningsrester

För att undersöka inverkan av mängden avverkningsrester efter en eventuell avverkning beräknades totalt lavförråd och tillgängligt lavförråd år 11 för Alternativ 1 och 2 i den händelse: 0%, 20%, 40%, 60% respektive 80% av marken täcktes av avverkningsrester efter avverkning.

Avverkningsresters nedbrytningshastighet

För att undersöka nedbrytningshastighetens inverkan på skillnaden mellan det tillgängliga lavförrådet i de två betesalternativen beräknades tillgängligt lavförråd i Alternativ 2 jämfört med tillgängligt lavförråd i Alternativ 1 uttryckt i procent för några alternativa nedbrytningshastigheter.

De alternativ som testades var:

1. Ingen nedbrytning inom 10 år, "0".
2. Hälften av den nedbrytningshastighet som användes i Alternativ 1 och 2, "50%".
3. Den nedbrytningshastighet som användes i Alternativ 1 och 2, "100%".
4. Dubbelt så hög nedbrytningshastighet som användes i Alternativ 1 och 2, "200%".
5. Avverkningsresterna är fullständigt nedbrutna 10 år efter avverkning, "500%".

Tabell 2.1 Andel avverkningsrester kvar olika år efter avverkning för olika alternativ.

År efter avverkning	Alternativ				
	1, ”0%”	2, ”50%”	3, ”100%”	4, ”200%”	5, ”500%”
0	1	1	1	1	1
1	1	0,95	0,9	0,8	0,9
2	1	0,94	0,88	0,76	0,8
3	1	0,93	0,86	0,72	0,7
4	1	0,92	0,84	0,68	0,6
5	1	0,91	0,82	0,64	0,5
6	1	0,90	0,8	0,6	0,4
7	1	0,89	0,78	0,56	0,3
8	1	0,88	0,76	0,52	0,2
9	1	0,87	0,74	0,48	0,1
10	1	0,86	0,72	0,44	0

Andel av den ristäckta laven som dör

Den del av lavförrådet som dör för att det täcks av avverkningsrester eller blir sönderkört kan antagligen variera mycket kraftigt. För att undersöka inverkan av detta beräknades det totala lavförrådet år 11 i Alternativ 1 och 2 för: 0%, 20%, 40%, 60%, 80% respektive 100% dödlighet för lav som täcks av avverkningsrester.

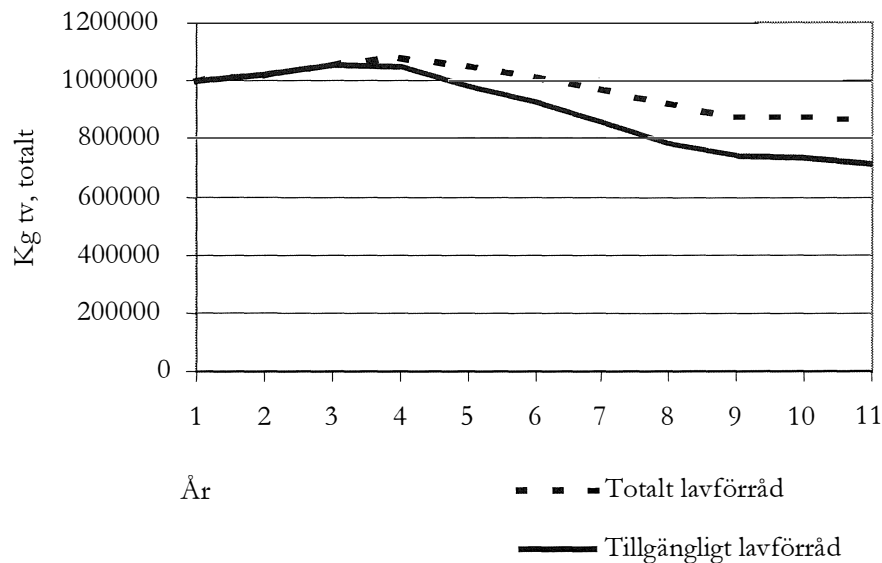
Andel lav som försvinner vid markberedningen

I denna studie har antagits att 50 % av lavtäcket förstörs vid markberedning, men enligt Persson (2000) förstörs oftast inte så stor andel. Därför analyseras hur resultatet påverkas om markberedning förstör mellan 0 och 100 % av lavtäcket.

3. Resultat

3.1 Betesalternativ 1, ingen kännedom om avverkningsplaner

Resultatet av betesstrategin i Alternativ 1, d. v. s. renbetning fördelad jämnt över den tillgängliga arealen, visas i diagrammet över lavtillgång nedan.

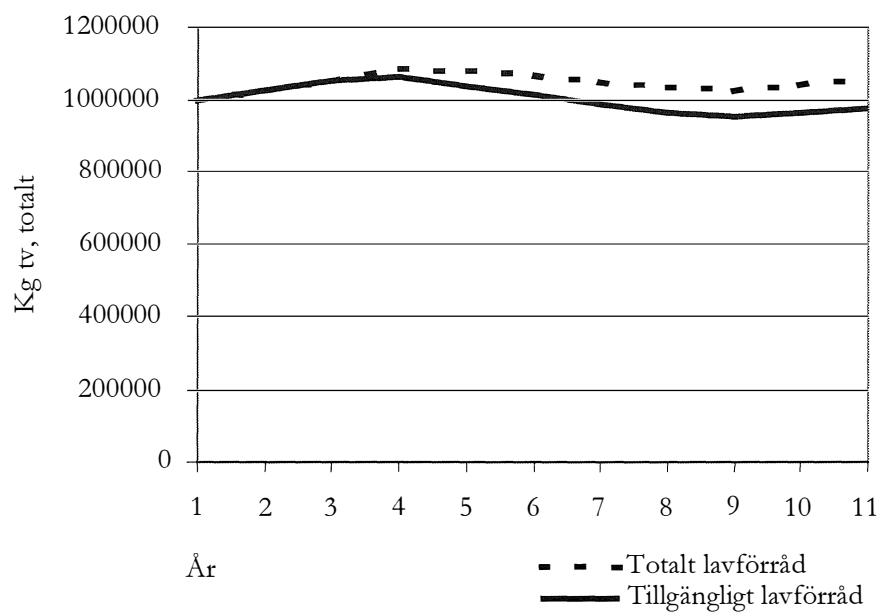


Figur 3.1 Lavförrådets utveckling, Alternativ 1.

Totalt lavförråd är all lav i alla bestånd medan tillgängligt lavförråd är den del av lavförrådet som antas vara tillgängligt för renarna, det vill säga den del som efter en avverkning inte täcks av avverkningsrester. Observera dock att tillgängligt lavförråd ändå inte kan användas efter en avverkning på grund av att renbetning då inte tillåts.

3.2 Betesalternativ 2, avverkningsplaner beaktas

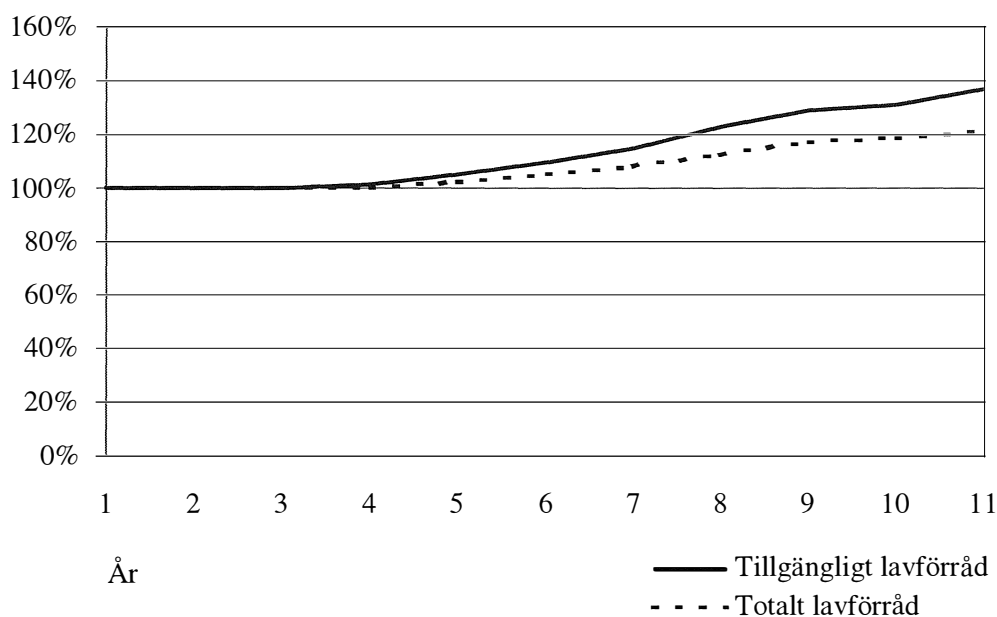
Resultatet av Alternativ 2, d. v. s. högre betestryck i avdelningar som snart ska avverkas, framgår av figur 3.2.



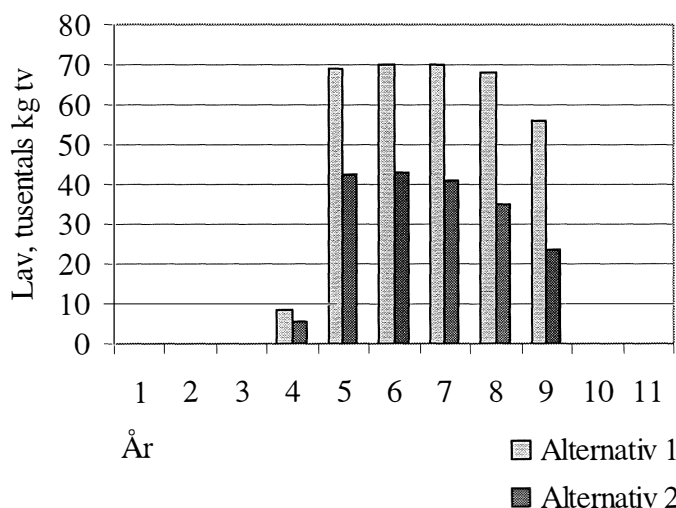
Figur 3.2 Lavförrådets utveckling, Alternativ 2.

3.3 Jämförelse mellan alternativen

Skillnaden mellan de två alternativen illustreras som lavförrådet i Alternativ 2 i procent av lavförrådet i Alternativ 1 i figur 3.3. Att skillnaden accelererar i slutet av beräkningsperioden beror på att betestrycket i alt 1 är allt för högt i relation till lavtillväxten i kombination med att i alt 2 leder ökat lavförråd till allt mer ökande lavtillväxt.



Figur 3.3 Lavförrådet i Alternativ 2 i procent av lavförrådet i Alternativ 1.

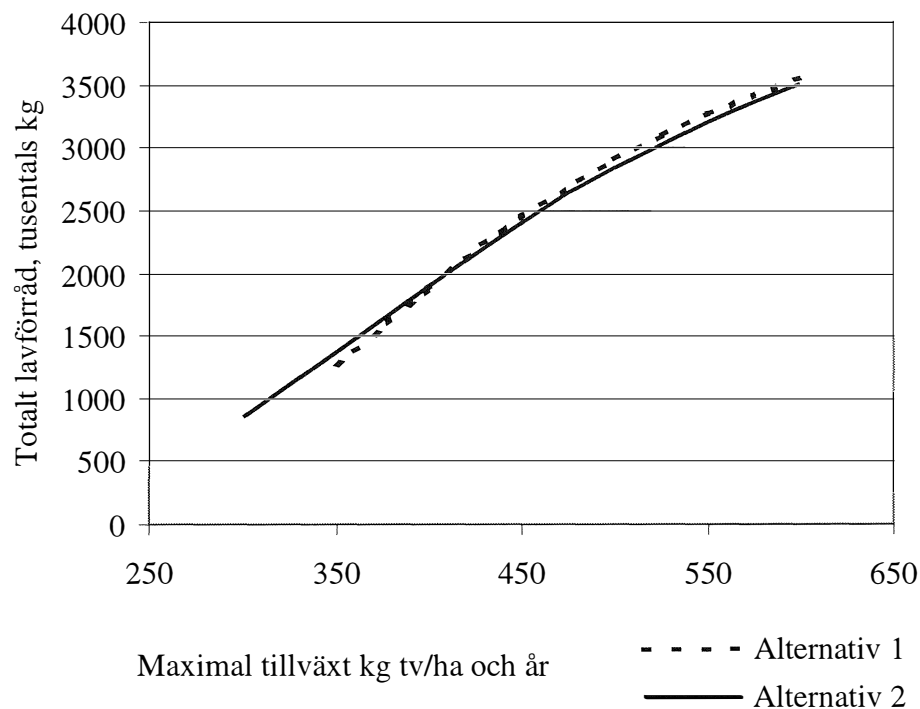


Figur 3.4 Mängd lav som dör på grund av avverkning i Alternativ 1 och 2.

3.4 Känslighetsanalyser

3.4.1 Lavens tillväxt och maximalt lavförråd

Den ackumulerade effekten av att använda de två olika betesstrategierna i tio år kan illustreras med hjälp av tillståndet år elva. Vid mycket hög maximal tillväxt per ha och år ger Alternativ 1 ett högre totalt lavförråd år 11 än Alternativ 2. Effekten av olika maximal lavtillväxt på det totala lavförrådet år 11 i Alternativ 1 och 2 illustreras i diagrammet nedan.

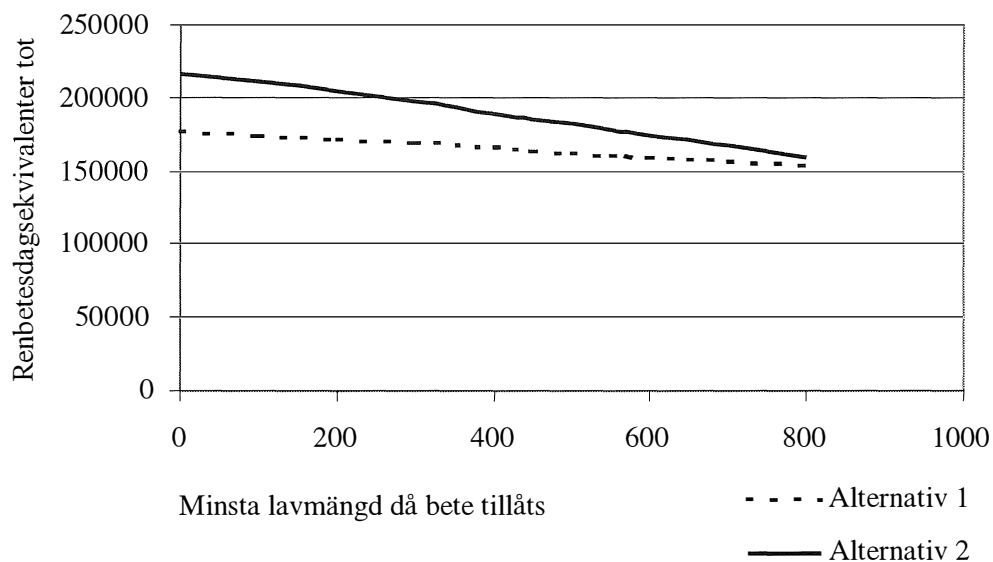


Figur 3.5 Totalt lavförråd år 11 vid olika maximal tillväxt.

Renbetestillgången var inte tillräcklig för 162 000 renbetesdagsekvivalenter per år vid lägre maximal tillväxt än ungefär 320 kg tv/ha och år i betesalternativ 1 och 275 kg tv/ha och år i betesalternativ 2.

3.4.2 Minsta betningsbara lavmängd

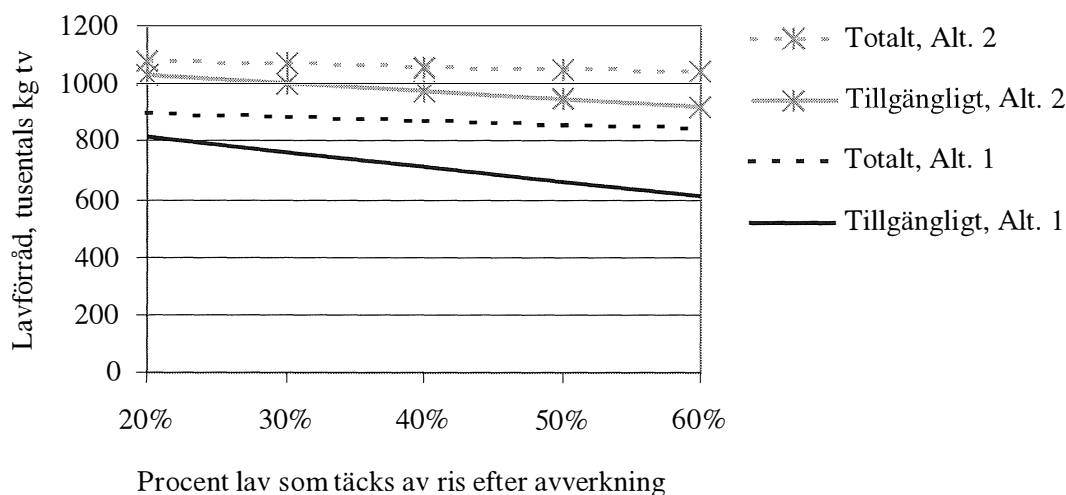
I modellen sattes gränsen för att renar skulle kunna beta i ett område vid att lavförrådet måste vara minst 500 kg tv/ha. Effekten av betesplaneringen minskar ju högre denna gräns är och ju närmare aktuellt lavförråd per ha den ligger.



Figur 3.6 Renbete uttryckt som totalt antal renbetesdagsekvivalenter uthålligt i 11 år vid olika lavbetesgräns.

3.4.3 Avverkningsresters täckningsgrad

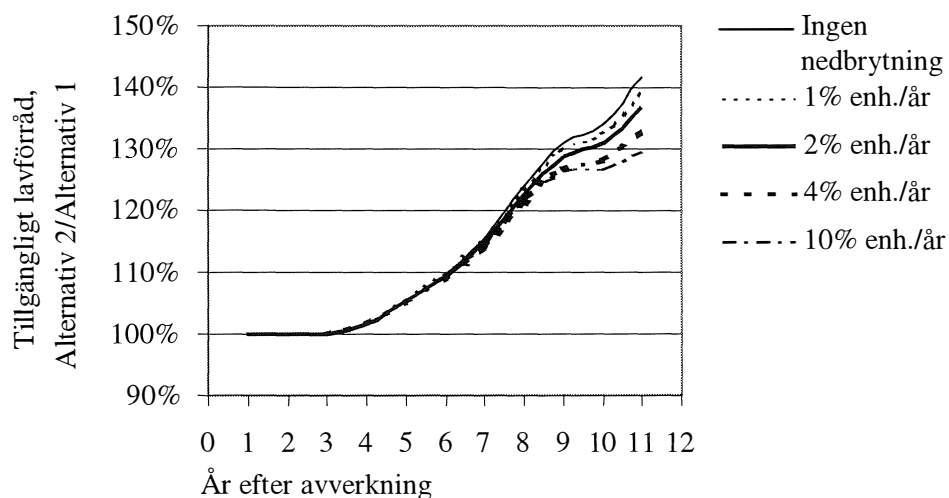
Lavförrådet minskar när andelen av marken som täcks av ris efter en avverkning ökar, och det minskar snabbare vid den betesstrategi som används i Alternativ 1 än Alternativ 2. Det minskar också snabbare för den tillgängliga delen av lavförrådet än för lavförrådet totalt.



Figur 3.7 Lavförråd och lavtillgänglighet totalt, kg tv, vid varierende andel av marken täckt av avverkningsrester.

3.4.4 Avverkningsresters nedbrytningshastighet

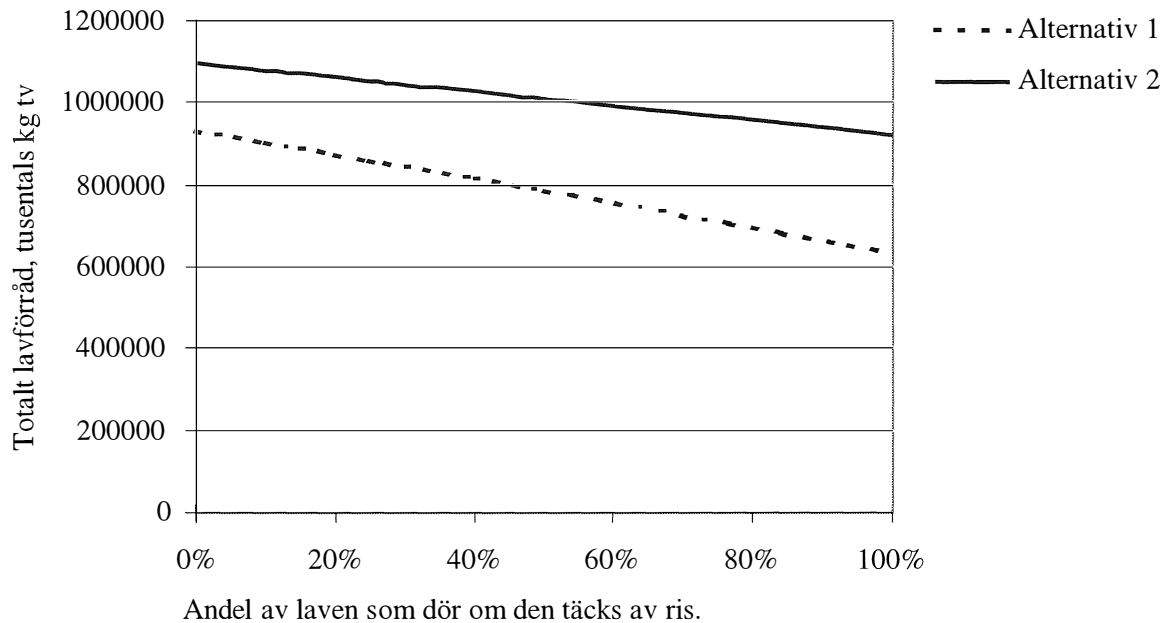
Figur 3.8 illustrerar inverkan av olika nedbrytningshastighet av avverkningsrester på skillnaden i tillgängligt lavförråd mellan Alternativ 1 och 2. Snabbare nedbrytningstakt ger mindre skillnad.



Figur 3.8 Tillgängligt lavförråd vid olika nedbrytningshastighet för alt. 2 jämfört med alt. 1.

3.4.5 Andel ristäckt lav som dör

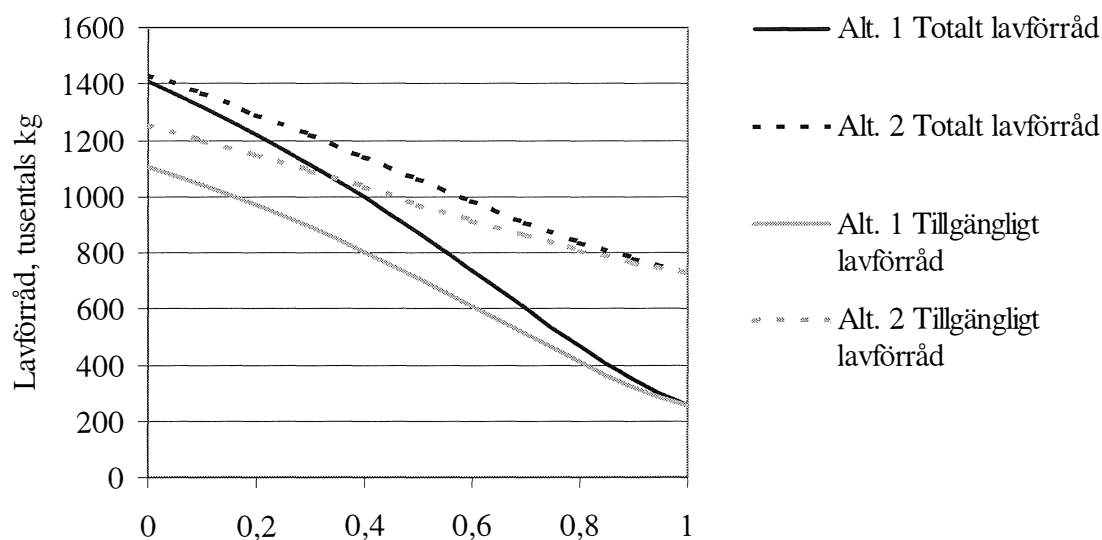
Totalförrådet lav år 11 blir mindre ju större andel av laven som dör om den täcks av avverkningsrester. Lavförrådet i Alternativ 1 minskar snabbare än i Alternativ 2. I originalfallet har andelen lav som dör om den täcks av ris satts till 0,2. Ju högre denna siffra är desto mer finns alltså att vinna på en betesstrategi som i Alternativ 2.



Figur 3.8 Varierande andel lav som dör om den täcks av avverkningsrester. Allt annat lika.

3.4.6 Andel lav som försvinner vid markberedningen

Skillnaden mellan de två alternativen beror i hög grad av hur stor del av markvegetationen som förstörs vid markberedning (se figur 4). Den skillnad i totalt lavförråd som kvarstår vid "ingen markberedning" kan förmodligen i stort sett förklaras med att mer lav i alt 1 (ingen kännedom om avverkningsplaner) än i alt 2 (avverkningsplanerna kända) dör på grund av mekaniska skador och miljöförhållanden på hygget, eftersom mer är kvar vid avverkningen och 8 % av det som är kvar dör. Därutöver borde skillnader i lavförrådets storlek i de olika fallen även medföra vissa skillnader i tillväxt. Detta har dock inte undersökts här, och bl.a. eftersom 11 år är för kort tid för att utvärdera den saken.



Figur 3.9 Mängden lav år 11 vid olika grad av förstörd lav vid markberedning.

Figuren 3.9 visar totalt respektive tillgängligt lavförråd år 11 för de två alternativen. Alternativ 2 ger större lavförråd, både totalt och tillgängligt, ju större del av markvegetationen som förstörs vid markberedning. Skillnaderna mellan totalt och tillgängligt lavförråd minskar så att totalt lavförråd är lika med tillgängligt om all markvegetation förstörs vid markberedning.

4. Diskussion

Av resultatdelen framgår att skillnaden mellan det totala lavförrådet och det tillgängliga lavförrådet minskar när renarnas lavbete koncentreras till områden som snart ska avverkas. Både det totala lavförrådet och den tillgängliga delen av lavförrådet är större i Alternativ 2 än i Alternativ 1. Detta beror på att det finns mindre mängd lav kvar när avverkningsresterna sker och följaktligen mindre lav som kan bli otillgänglig på grund av avverkningsrester eller försvinna vid markberedning eller av andra orsaker.

Skillnaderna accentueras med tiden och är som väntat större för den tillgängliga delen av lavförrådet än för det totala lavförrådet, eftersom förbrukningen koncentreras till de områden som kommer att bli otillgängliga.

Den lav som täckts av avverkningsrester, och som överlevt, växer till och kan med tiden åter bli tillgänglig som renbete. Den lav som försvunnit i samband med avverkning och markberedning är däremot förlorad och kan endast ersättas med nykolonisation av lav, vilket är en långsam process. Detta problem begränsas om skogsbruket använder avverknings- och markberedningsmetoder som är skonsamma mot markvegetationen.

Det är angeläget att så lite lav som möjligt förstörs vid avverkningsresterna och förlusterna kan minimeras genom att renarna förbrukar den betningsbara delen av lavtäckets redan innan avverkningsresterna. Detta effektivare nyttjande av lavresurserna är en orsak till att lavförrådet är större i Alternativ 2 än i Alternativ 1. Om lavutnyttjandet koncentreras till vissa platser kan lavtäckets sparas, eller utnyttjas mindre, på områden som inte är aktuella för avverkning, förutsatt att renantalet är detsamma. Detta medför en annan positiv effekt: enligt den lavfunktion som använts i denna studie (Moxnes m.fl. 1998) är lavens tillväxt störst vid lavförråd nära tillväxtfunktionens maximum, ca 2450 kg tv/ha. Då lavförrådet i utgångsläget ligger betydligt därunder (1000 kg tv/ha) ökar lavtillväxten i de områden som undanhållits från bete eftersom lavförrådet ökar. Detta är den andra orsaken till att både det totala och det tillgängliga lavförrådet blir större i Alternativ 2 än i Alternativ 1.

Studien innehåller omfattande förenklingar och begränsningar både vad gäller skogsbruk och renskötsel. Detta har varit nödvändigt då den måste rymmas inom ramen för ett examensarbete. Exaktheten i kalkylerna har i hög grad begränsats av lav- och betesfunktionernas noggrannhet. Uppgifterna om lavens tillväxt vid olika exposition, betestryck och lavförråd samt uppgifter angående maximalt lavförråd varierar mycket i litteraturen.

Ett annat skäl till att göra förenklingar är att man då kan tydliggöra de delar av ett komplicerat sammanhang som man ville undersöka. Förhoppningen är att dessa förenklingar inte ska påverka det principiella i resultaten.

Slutsatsen av studien är att planeringsvinster kan göras. Denna slutsats bör bestå även om framtiden skulle utvisa att lav tillväxer på ett annat sätt än som antagits här. Nästa steg bör vara att undersöka om, och i så fall i vilken utsträckning, det är möjligt och ekonomiskt fördelaktigt att praktiskt utnyttja denna möjlighet. Systemet kan ju innebära ökade kostnader, till exempel för en mer komplicerad planering, både för rennäringen och skogsbruket. För markägarna kan det vara mycket svårt att besluta exakt vilka avdelningar som ska avverkas flera år i förväg. Renhjordar är relativt stora och rör sig över stora områden varför det kan vara svårt för renägare att utnyttja uppgifter om vilka avdelningar som ska avverkas om dessa inte är stora och sammanhängande. Å andra sidan är det en god hjälp till planeringsvinster om markägarna kan meddela vilka bestånd som är mest aktuella att avverka och vilka som kommer att stå kvar relativt länge. Även om

skogsbruket inte helt kan följa sin plan och renskötseln inte kan låta hårdbeta alla avdelningar som ska slutavverkas så borde även viss samordning leda till fördelar.

Litteraturförteckning

- Andrejev, V. N. 1977. Referat av Elis Pålsson (Lunds univ, geografisk inst.) från Ekologija 1977:4. Reindriften i verden og dens inndeling. Ottar 101 (1977), s. 12-18.
- Björklund, J. 2000. Hänsyn till renskötsel vid långsiktig planering av virkesproduktion. Skogsvårdsstyrelsen Västerbotten, LIFE96ENV/S/367, Rapport/SVSAC/VIN14, Umeå, 65 s.
- Dahle, H.K., Danell, Ö., Gaare, E. och Nieminen, M. (red.) 1998. Reindrift i Nordvest-Europa 1998 – biologiske muligheter og begrensninger. Nordisk Ministerråd, TemaNord 1999:510, 115 s.
- Ekberg, L. 1987. Renens påverkan på tallföryngringar vid vinterbete – Resultat från en fältundersökning och en litteraturstudie. SLU, Inst f skogsskötsel, Examensarbete i ämnet skogsskötsel, 1987:3.
- Eriksson, O. och Raunistola, T. 1993a. Trädlavar som renbete. SLU, Inst. f. husdjurens utfodring och vård, Uppsala, 23 s.
- Eriksson, O. och Raunistola, T. 1993b. Impact of forest fertilizers on winter pastures of semidomesticated reindeer. Rangifer 13(4), 1993.
- Eriksson, O. and Raunistola, T. 1990. Impact of soil scarification on reindeer pastures. Rangifer, Special Issue No. 3, 1990, s. 99-106.
- Eriksson, O., Palo, T. och Söderström, L. 1981. Renbetning vintertid - undersökningar rörande svensk tamrens näringsekologi under snöperioder. Svenska Växtekologiska Sällskapet, Uppsala, 92 s.
- Eriksson, O. 1977. Något om renens vinterdiet. Meddelanden från Växtbiol. inst., Uppsala universitet, 1977:1, 16 s.
- Eriksson, O. 1976a. Skogsavverkningens inverkan på renbetet och dess utnyttjande. Lantbruksstyrelsens konferens 5–6 oktober 1976, s. 30-45.
- Eriksson, O. 1976b. Silvicultural practices and reindeer grazing in northern Sweden. Ecological bulletins 21, Stockholm, s. 107-120.
- Eriksson, O. 1976c. Snöförhållandenas inverkan på renbetningen. Meddelanden från Växtbiologiska inst., Uppsala, 1976:2, 19 s.
- Eriksson, O. 1975. Skogskalhyggenas inverkan på renarnas vinterbeten. Meddelanden från Växtbiologiska inst. Uppsala, 1975:8, 22 s.
- Esseen, P.-A., Hällgren, J.-E. och Sandberg, G. 1978. Ekofysiologiska studier av emissionseffekter på vegetationen runt kulsinterverket i Svappavaara. Umeå Universitet, Inst. f. ekologisk botanik, , Stencil, 45 s.
- Fjellström, P. 1985. Samernas samhälle i tradition och nutid. Andra upplagan, 1986, P. A Norstedt & Söners Förlag, 640 s.

- Fridh, M. och Nilsson, N.-E. 1980. Enkla avverkningsberäkningar baserade på en generell produktionsmall. Skogsstyrelsen, 1980, 22 s.
- Fridman, J. 1995. Volymtillväxtprocent enligt Riksskogstaxeringen. SLU, Inst. f. skogl. resurshushållning och geomatik, Rapport 1, 1995, 95 s.
- Grahn, P. 1983. Trakthyggesbrukets inverkan på tillväxten av grå och gulvit renlav – resultat av studier på insamlat material fältarbetssäsongerna 1977 och 1978. SLU, Inst. f. husdjurens utfodring och vård, Renförsöksavdelningen, Storuman, 36 s.
- Gustafsson, K. 1986. Rennäringen, en presentation för skogsfolk. Skogsstyrelsen.
- Helle, T. and Moilainen, H. 1993. The effects of reindeer grazing on the natural regeneration of *Pinus sylvestris*. Scand. J. For. Res. 8, 1993, s. 395-407.
- Helle, T., Aspi, J., and Kilpelä, S.-S. 1990a. The effects of stand characteristics on reindeer lichen and range use by semidomesticated reindeer. Rangifer, Special Issue No. 3, 1990, s.107-114.
- Helle, T., Kilpelä, S.-S. and Aikio, P. 1990b. Lichen ranges, animal densities and production in Finnish reindeer management. Rangifer, Special Issue No. 3, 1990, s. 115-121.
- Helle, T., Aspi, J. and Tarvainen, L. 1983. The growth rate of *Cladonia rangiferina* and *C. mitis* in relation to forest characteristics in northeastern Finland. Rangifer, No. 3 (2), s. 2-5.
- Johansson, S. och Lundgren, N.-G. 1998. Vad kostar en ren? En ekonomisk och politisk analys. Rapport till expertgruppen för studier i offentlig ekonomi (ESO) Ds 1998:8, Stockholm, 182 s.
- Marklund, L. G. 1988. Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige. SLU, Inst. f. Skogstaxering, Rapport 45, Umeå, 73 s.
- Mattsson, L. 1981. Relationen skogsbruk - renskötsel, om framväxten av en markanvändningskonflikt. Markanvändning – norr, Rapport 2, 269 s.
- Moxnes, E., Danell, Ö., Gaare, E., och Kumpula, J. 1998. Reindeer husbandry: Natural variation and measurement error. SNF Report No. 59/1998, 42 s.
- Raunistola, T. 1994. Effects of soil scarification methods on standing crop of reindeer forage plants. Uppsala University, Dept. Ecological Botany, 11 s.
- Skogsstyrelsen 2000. Skogsstatistisk årsbok, Sveriges officiella statistik, 345 s.
- Skogsstyrelsen 1994. Skogsvårdslagen, handbok, 66 s.
- SOU 1966. Renbetesmarkerna. SOU 1966:12.
- Statistiska centralbyrån; Svenska Samernas Riksförbund; Jordbruksverket; SLU 1999. Svensk rennäring. 149 s.

Sveriges Nationalatlas, Skogen. 1990. 144 s.

Svonni, L. okänt år. Fjällrenskötselns årscykel –sett ur en helhetsbedömning av markbehovet och hur olika orsakskedjor styr detta behov. 24 s.

Serien Arbetsrapporter utges i första hand för institutionens eget behov av viss dokumentation. Rapporterna är indelade i följande grupper: Riksskogstaxeringen, Planering och inventering, Biometri, Fjärranalys, Kompendier och undervisningsmaterial, Examensarbeten samt internationellt. Författarna svarar själva för rapporternas vetenskapliga innehåll.

Riksskogstaxeringen:

- 1995 1 Kempe, G. Hjälpmedel för bestämning av slutenhet i plant- och ungskog. ISRN SLU-SRG-AR--1--SE
- 2 Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen vid regional miljöövervakning. - metoder för att förbättra upplösningen vid inventering i skogliga avrinningsområden. ISRN SLU-SRG-AR--2--SE.
- 1997 23 Lundström, A., Nilsson, P. & Ståhl, G. Certifieringens konsekvenser för möjliga uttag av industri- och energived. - En pilotstudie. ISRN SLU-SRG-AR--23--SE.
- 24 Fridman, J. & Walheim, M. Död ved i Sverige. - Statistik från Riksskogstaxeringen. ISRN SLU-SRG-AR--24--SE.
- 1998 30 Fridman, J. & Kihlblom, D. & Söderberg, U. Förslag till miljöindexsystem för naturtypen skog. ISRN SLU-SRG-AR--30--SE.
- 34 Löfgren, P. Skogsmark, samt träd- och buskmark inom fjällområdet. En skattning av arealer enligt internationella ägoslagsdefinitioner. ISRN SLU-SRG-AR--34--SE.
- 37 Odell, G. & Ståhl, G. Vegetationsförändringar i svensk skogsmark mellan 1980- och 90-talet. -En studie grundad på Ståndortskarteringen. ISRN SLU-SRG-AR--37--SE.
- 38 Lind, T. Quantifying the area of edge zones in Swedish forest to assess the impact of nature conservation on timber yields. ISRN SLU-SRG-AR--38--SE.
- 1999 50 Ståhl, G., Walheim, M. & Löfgren, P. Fjällinventering. - En utredning av innehåll och design. ISRN SLU-SRG--AR--50--SE.
- 52 Riksskogstaxeringen inför 2000-talet. - Utredningar avseende innehåll och omfattning i en framtida Riksskogstaxering. Redaktörer: Jonas Fridman & Göran Ståhl. ISRN SLU-SRG-AR--52--SE.
- 54 Fridman, J. m.fl. Sveriges skogsmarksarealer enligt internationella ägoslagsdefinitioner. ISRN SLU-SRG-AR--54--SE.
- 56 Nilsson, P. & Gustafsson, K. Skogsskötseln vid 90-talets mitt - läge och trender. ISRN SLU-SRG-AR--56--SE.
- 57 Nilsson, P. & Söderberg, U. Trender i svensk skogsskötsel - en intervjuundersökning. ISRN SLU-SRG-AR--57--SE.

- 1999 61 Broman, N & Christoffersson, J. Mätfel i provträdsvariabler och dess inverkan på precision och noggrannhet i volymskattningar. ISRN SLU-SRG-AR--61--SE.
- 2000 65 Hallsby, G m.fl. Metodik för skattning av lokala skogsbränsleresurser. ISRN SLU-SRG-AR--65--SE.
- 75 von Segebaden, G. Komplement till "RIKSTAXEN 75 ÅR". ISRN SLU-SREG-AR--75--SE.

Planering och inventering:

- 1995 3 Holmgren, P. & Thuresson, T. Skoglig planering på amerikanska västkusten - intryck från en studieresa till Oregon, Washington och British Columbia 1-14 augusti 1995. ISRN SLU-SRG-AR--3--SE.
- 4 Ståhl, G. The Transect Relascope - An Instrument for the Quantification of Coarse Woody Debris. ISRN SLU-SRG-AR--4--SE
- 1996 15 van Kerkvoorde, M. A sequential approach in mathematical programming to include spatial aspects of biodiversity in long range forest management planning. ISRN SLU-SRG-AR--15--SE.
- 1997 18 Christoffersson, P. & Jonsson, P. Avdelningsfri inventering - tillvägagångssätt och tidsåtgång. ISRN SLU-SRG-AR--18--SE.
- 19 Ståhl, G., Ringvall, A. & Lämås, T. Guided transect sampling - An outline of the principle. ISRN SLU-SRGL-AR--19--SE.
- 25 Lämås, T. & Ståhl, G. Skattning av tillstånd och förändringar genom inventerings-simulering - En handledning till programpaketet "NVSIM". ISRN SLU-SRG-AR--25--SE.
- 26 Lämås, T. & Ståhl, G. Om dektering av förändringar av populationer i begränsade områden. ISRN SLU-SRG-AR--26--SE.
- 1999 59 Petersson, H. Biomassafunktioner för trädfraktioner av tall, gran och björk i Sverige. ISRN SLU-SRG-AR--59--SE.
- 63 Fridman, J., Löfstrand, R. & Roos, S. Stickprovsvis landskapsövervakning - En förstudie. ISRN SLU-SRG-AR--63--SE.
- 2000 68 Nyström, K. Funktioner för att skatta höjdtillväxten i ungskog. ISRN SLU-SRG-AR--68--SE.
- 70 Walheim, M. & Löfgren, P. Metodutveckling för vegetationsövervakning i fjällen. ISRN SLU-SRG-AR--70--SE.
- 73 Holm, S. & Lundström, A. Åtgärdsprioriteter. ISRN SLU-SRG-AR--73--SE.

- 76 Fridman, J. & Ståhl, G. Funktioner för naturlig avgång i svensk skog.
ISRN SLU-SRG-AR--76--SE.

Biometri:

- 1997 22 Ali, Abdul Aziz. Describing Tree Size Diversity. ISRN SLU-SEG-AR--22--SE.
- 1999 64 Berhe, L. Spatial continuity in tree diameter distribution.
ISRN SLU-SRG-AR--64--SE

Fjärranalys:

- 1997 28 Hagner, O. Satellitfjärranalys för skogsföretag. ISRN SLU-SRG-AR--28--SE.
- 29 Hagner, O. Textur till flygbilder för skattning av beståndsegenskaper.
ISRN SLU-SRG-AR--29--SE.
- 1998 32 Dahlberg, U., Bergstedt, J. & Pettersson, A. Fältinstruktion för och erfarenheter från
vegetationsinventering i Abisko, sommaren 1997. ISRN SLU-SRG-AR--32--SE.
- 43 Wallerman, J. Brattåkerinventeringen. ISRN SLU-SRG-AR--28--SE.
- 1999 51 Holmgren, J., Wallerman, J. & Olsson, H. Plot - Level Stem Volume Estimation and
Tree Species Discrimination with Casi Remote Sensing.
ISRN SLU-SRG-AR--51--SE.
- 53 Reese, H. & Nilsson, M. Using Landsat TM and NFI data to estimate wood volume,
tree biomass and stand age in Dalarna. ISRN SLU-SRG-AR--53--SE.
- 2000 66 Löfstrand, R., Reese, H. & Olsson, H. Remote Sensing aided Monitoring of Non-
Timber Forest Resources - A literature survey. ISRN SLU-SRG-AR--66--SE.
- 69 Tingelöf, U & Nilsson, M. Kartering av hyggeskanter i pankromaötiska SPOT-bilder.
ISRN SLU-SRG-AR--69--SE.

Kompendier och undervisningsmaterial:

- 1996 14 Holm, S. & Thuresson, T. samt jägm.studenter kurs 92/96. En analys av skogstill-
ståndet samt några alternativa avverkningsberäkningar för en del av Östads säteri.
ISRN SLU-SRG-AR--14--SE.
- 21 Holm, S. & Thuresson, T. samt jägm.studenter kurs 93/97. En analys av skogstill-
ståndet samt några alternativa avverkningsberäkningar för en stor del av Östads
säteri. ISRN SLU-SRG-AR--21--SE.
- 1998 42 Holm, S. & Lämås, T. samt jägm.studenter kurs 93/97. An analysis of the state of the
forest and of some management alternatives for the Östad estate.
ISRN SLU-SRG-AR--42--SE.

- 1999 58 Holm, S. samt studenter vid Sveriges lantbruksuniversitet i samband med kurs i strategisk och taktisk skoglig planering år 1998. En analys av skogsstillståndet samt några alternativa avverknings beräkningar för Östads säteri. ISRN SLU-SRG-AR--58--SE.

Examensarbeten:

- 1995 5 Törnquist, K. Ekologisk landskapsplanering i svenskt skogsbruk - hur började det?. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--5--SE.
- 1996 6 Persson, S. & Segner, U. Aspekter kring datakvaliténs betydelse för den kortsiktiga planeringen. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--6--SE.
- 7 Henriksson, L. The thinning quotient - a relevant description of a thinning? Gallringskvot - en tillförlitlig beskrivning av en gallring? Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--7--SE.
- 8 Ranvald, C. Sortimentinriktad avverkning. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--8--SE.
- 9 Olofsson, C. Mångbruk i ett landskapsperspektiv - En fallstudie på MoDo Skog AB, Örnsköldsviks förvaltning. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--9--SE.
- 10 Andersson, H. Taper curve functions and quality estimation for Common Oak (*Quercus Robur* L.) in Sweden. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--10--SE.
- 11 Djurberg, H. Den skogliga informationens roll i ett kundanpassat virkesflöde. - En bakgrundsstudie samt simulering av inventeringsmetoders inverkan på noggrannhet i leveransprognoser till sågverk. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--11--SE.
- 12 Bredberg, J. Skattning av ålder och andra beståndsvariabler - en fallstudie baserad på MoDo:s indelningsrutiner. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--14--SE.
- 13 Gunnarsson, F. On the potential of Kriging for forest management planning. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--13--SE.
- 16 Tormalm, K. Implementering av FSC-certifiering av mindre enskilda markägares skogsbruk. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--16--SE.

- 1997 17 Engberg, M. Naturvärden i skog lämnad vid slutavverkning. - En inventering av upp till 35 år gamla förnygringsytor på Sundsvalls arbetsomsåde, SCA. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN-SLU-SRG-AR--17--SE.
- 20 Cedervind, J. GPS under krontak i skog. Examensarbete i ämnet skogsuppskattning och skogsindelning. ISRN SLU-SRG-AR--20--SE.
- 27 Karlsson, A. En studie av tre inventeringsmetoder i slutavverkningsbestånd. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--27--SE.
- 1998 31 Bendz, J. SÖDRAs gröna skogsbruksplaner. En uppföljning relaterad till SÖDRAs miljömål, FSC's kriterier och svensk skogspolitik. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--31--SE.
- 33 Jonsson, Ö. Trädskikt och ståndortsförhållanden i strandskog. - En studie av tre bäckar i Västerbotten. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--33--SE.
- 35 Claesson, S. Thinning response functions for single trees of Common oak (*Quercus Robur* L.) Examensarbete. ISRN SLU-SEG-AR--35--SE.
- 36 Lindskog, M. New legal minimum ages for final felling. Consequences and forest owner attitudes in the county of Västerbotten. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--36--SE.
- 40 Persson, M. Skogsmarksindelningen i gröna och blå kartan - en utvärdering med hjälp av riksskogstaxeringens provytor. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--40--SE.
- 41 Eriksson, F. Markbaserade sensorer för insamling av skogliga data - en förstudie. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--41--SE.
- 45 Gessler, C. Impedimentens potentiella betydelse för biologisk mångfald. - En studie av myr- och bergimpediment i ett skogslandskap i Västerbotten. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--45--SE.
- 46 Gustafsson, K. Långsichtsplanering med geografiska hänsyn - en studie på Bräcke arbetsområde, SCA Forest and Timber. Examensarbete. ISRN SLU-SRG-AR--46--SE.
- 47 Holmgren, J. Estimating Wood Volume and Basal Area in Forest Compartments by Combining Satellite Image Data with Field Data. Examensarbete i ämnet Fjärranalys. ISRN SLU-SRG-AR--47--SE.
- 49 Härdelin, S. Framtida förekomst och rumslig fördelning av gammal skog. - En fallstudie på ett landskap i Bräcke arbetsområde. Examensarbete SCA. ISRN SLU-SRG-AR--49--SE.
- 1999 55 Imamovic, D. Simuleringsstudie av produktionskonsekvenser med olika miljömål. Examensarbete för Skogsstyrelsen. ISRN SLU-SRG-AR--55--SE
- 62 Fridh, L. Utbytesprognoser av rotstående skog. Examensarbete i skoglig planering. ISRN SLU-SRG-AR--62--SE.

- 2000 67 Jonsson, T. Differentiell GPS-mätning av punkter i skog. Point-accuracy for differential GPS under a forest canopy. ISRN SLU-SRG-AR--67--SE.
- 71 Lundberg, N. Kalibrering av den multivariata variabeln trädslagsfördelning. Examensarbete i biometri. ISRN SLU-SRG-AR--71--SE.
- 72 Skoog, E. Leveransprecision och ledtid - två nyckeltal för styrning av virkesflödet. Examensarbete i skoglig planering. ISRN SLU-SRG-AR--72--SE.
- 74 Johansson, L. Rotröta i Sverige enligt Riksskogstaxeringen. Examensarbete i ämnet skogsindelning och skogsuppskattning. ISRN SLU-SRG-AR--74--SE.
- 77 Nordh, M. Modellstudie av potentialen för renbete anpassat till kommande slutavverkningar. Examensarbete på jägmästarprogrammet i ämnet skoglig planering. ISRN SLU-SRG-AR--77--SE.

Internationellt:

- 1998 39 Sandewall, Ohlsson, B & Sandewall, R.K. People's options on forest land use - a research study of land use dynamics and socio-economic conditions in a historical perspective in the Upper Nam Nan Water Catchment Area, Lao PDR. ISRN SLU-SRG-AR--39--SE.
- 44 Sandewall, M., Ohlsson, B., Sandewall, R.K., Vo Chi Chung, Tran Thi Binh & Pham Quoc Hung. People's options on forest land use. Government plans and farmers intentions - a strategic dilemma. ISRN SLU-SRG-AR--44--SE.
- 48 Sengthong, B. Estimating Growing Stock and Allowable Cut in Lao PDR using Data from Land Use Maps and the National Forest Inventory (NFI). Master thesis. ISRN SLU-SRG-AR--48--SE.
- 1999 60 Inter-active and dynamic approaches on forest and land-use planning - proceedings from a training workshop in Vietnam and Lao PDR, April 12-30, 1999. Edited by Mats Sandewall ISRN SLU-SRG-AR--60--SE.